

# DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO DE EFLUENTES CON PRODUCTOS XENOBIÓTICOS

Manuel Gil Rodríguez<sup>1</sup>

**RESUMEN:** En este trabajo se muestran las ecuaciones cinéticas de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO, de aguas residuales urbanas e industriales para órdenes de reacción de 1<sup>o</sup>, 2<sup>o</sup> y orden n. Las aguas residuales industriales contienen productos extraños a la naturaleza, xenobióticos, que alteran la actividad degradadora de los microorganismos, impidiendo su actividad de degradación durante un tiempo inicial y modificando el mecanismo de biodegradación, que inhabilita el cálculo tradicional de la DBO. Para efluentes con sustancias xenobióticas se introduce el concepto de DBO. Equivalente, DBO<sub>5+1</sub>. Se presentan las ecuaciones cinéticas de la DBO retrasada en el tiempo efectivo de aclimatación de los microorganismos. Se aplican las ecuaciones cinéticas con actividad frenada, aquí desarrolladas, a las aguas residuales de una planta de reciclaje de papel, a las de una fábrica de teñido de textiles y a un río en el que se vierten aguas depuradas de zonas urbanas e industriales. (Palabras clave: xenobióticos, aguas residuales urbanas, aguas residuales industriales, Demanda Bioquímica de Oxígeno, constantes biocinéticas, tiempo de aclimatación de microorganismos).

## INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales industriales suelen contener compuestos químicos que eran ajenos a la biosfera hasta el advenimiento de la química industrial (Mortlock, 1982 y Temmini, 1993). Estos compuestos llamados xenobióticos, alteran las rutas metabólicas de los microorganismos degradadores de las materias orgánicas transportadas por las aguas residuales.

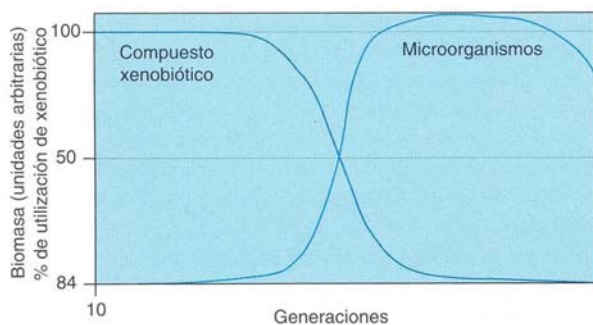


Figura.1. Biodegradación natural de compuestos xenobióticos

Las sustancias biorresistentes (Williams, 1997), o recalcitrantes se refieren a compuestos orgánicos (Minear, 1984) de origen sintético o natural que se resisten a la mineralización en plantas depuradoras convencionales. Algunos de estos productos son contaminantes, cuya acumulación permanente o transitoria en el ambiente tiene un efecto nocivo para el hombre.

Este estudio se refiere a sustancias que se comportan como recalcitrantes en el inicio de su biodegradación, las que después de un tiempo de adaptación se vuelven biodegradables, teniendo un comportamiento representado en la Figura 1, donde se representa la biodegradación natural de compuestos xenobióticos.

El entorno del compuesto extraño es atacado por microorganismos, que no son capaces de metabolizarlo hasta que se adapten a él, por aclimatación a través de sucesivas generaciones. Lograda la aclimatación se produce un crecimiento exponencial de los microorganismos y la consiguiente reducción del sustrato, posteriormente hay un crecimiento frenado por la presencia masiva de congéneres y su decaimiento final por la falta de sustrato orgánico.

Compuestos xenobióticos	
• Etilen glicol	• Hidrocarburos aromáticos
• Acrilamida	• Organoclorados
• Metil-etil-cetona	• Nitroaromáticos
• Fenoles	• Lignoceulósicos
• Acilonitrilo	• Surfactantes
• Hidrocarburos	• Colorantes

Tabla 1. Compuestos xenobióticos

<sup>1</sup>C.S.I.C.-U.P.M. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Ciudad Universitaria s/n. -28040- Madrid, email: MANGILRO@santandersupernet.com

Artículo publicado en *Ingeniería del Agua*. Vol.5 Num.4 (diciembre1998), páginas 47-54, recibido el 17 de junio de 1998 y aceptado para su publicación el 7 de octubre de 1998. Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo. En el caso de ser aceptadas, las discusiones serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores en el primer número de la revista que aparezca una vez transcurrido el plazo indicado.

La determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (AENOR, 1997, AFNOR, 1990, APHA, 1994 y Marshe, 1972) de efluentes que contengan estos compuestos, se deberá prolongar en el tiempo, lo suficiente para lograr la posible adaptación de los microorganismos que degradan estos compuestos. En estas condiciones de medida, se determinará el tiempo de aclimatación de los microorganismos al medio, *I*, retraso de biodegradación, la Demanda Bioquímica de Oxígeno última,  $DBO_u$ , la constante de velocidad de la reacción de biodegradación, *K*, y la Demanda Bioquímica de Oxígeno Equivalente,  $DBO_{5+1}$ . Es importante el conocimiento de la  $DBO_5$  Equivalente de efluentes con xenobióticos, para seguir manteniendo el significado de la Demanda Bioquímica de Oxígeno de estos efluentes con compuestos extraños.

**CINÉTICA DE LA REACCIÓN DE BIODEGRADACIÓN**

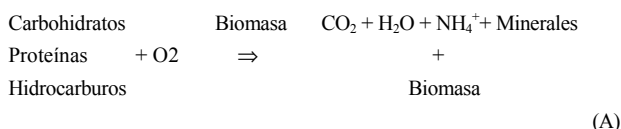
Las aguas residuales urbanas e industriales contienen materias orgánicas putrescibles, descomponiéndose por la acción de una comunidad compleja de microorganismos aerobios, anaerobios y anaerobios facultativos, que actúan sobre la materia orgánica mineralizándola. La presencia de compuestos químicos de origen industrial altera la actividad natural de los microorganismos.

La reacción de biodegradación de las aguas residuales urbanas transcurre con mayor velocidad en condiciones aerobias. No es siempre así con efluentes industriales, su depuración puede exigir un tratamiento previo de lisis de compuestos resistentes a la biodegradación, ya por levaduras y/o anaerobiosis previo a la aerobiosis.

El análisis de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO, cantidad de oxígeno utilizado por microorganismos heterótrofos para transformar la materia orgánica metabolizable de la muestra en anhídrido carbónico agua y productos finales, se realiza en condiciones aerobias, con presencia suficiente de oxígeno libre desde el comienzo al final de la prueba, midiéndose el oxígeno absorbido y expresándose el resultado en miligramos de oxígeno utilizado por litro de agua examinada.

La importancia de la medida de la DBO, radica en que del análisis de la evolución de la DBO se obtiene información de la biodegradabilidad de la muestra.

La reacción de biodegradación aerobia global de aguas residuales se expresa como:



La reacción A es autocatalítica, siendo la biomasa el catalizador que facilita la oxidación del sustrato orgánico, generado en la propia reacción.

La concentración del sustrato orgánico se determina por la medida de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, y la biomasa por la determinación de Sólidos Volátiles.

La medida de la DBO es la cantidad de oxígeno utilizado en la ecuación A.

La reacción en las condiciones de medida exige:

- pH neutro.
- Inhibidor de nitrificación.
- Absorción del CO<sub>2</sub> formado en el método manométrico.
- Inóculo inicial mínimo de 10<sup>4</sup> bacterias/ml.
- Presencia de sales minerales.
- Incubación en oscuridad.
- Agitación

La reacción A es una reacción prácticamente irreversible que transcurre con lentitud. En las condiciones de medida de la DBO con xenobióticos se puede necesitar hasta dos meses para llegar a anularse la absorción de oxígeno.

Para la determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, la reacción A se lleva a cabo en una botella especial, de modo que se permita la medida del oxígeno consumido, ya por la medida de la disminución de presión, métodos manométricos (Jenkins, 1960) cuyos esquemas de medida se muestran en la Figura 2, ya por la medida de corriente electrolítica generadora del oxígeno utilizado por los microorganismos, métodos electrolíticos (Young, 1972 y Sang, 1995) o por medida directa del oxígeno disuelto en la muestra con un electrodo de oxígeno (Spanjers, 1995).

Las condiciones de medida fueron establecidas en 1912 por una UK Royal Commission (Horan, 1990) en su octavo informe titulado *Standards and Tests for Sewage and Sewage Effluents Discharging into Rivers and Streams*. En este informe se recomendó un período de cinco días de incubación a la temperatura de 65°F, máxima temperatura de los ríos ingleses en el mes más cálido, que equivale a 18.3°C, redondeado a 20°C. El test quedó inalterado desde 1912 y se conoce universalmente como  $DBO_5$  a 20°C. De la evolución de la DBO ejercida, oxígeno absorbido, se obtiene la  $DBO_5$  y parámetros cinéticos (Ellis, 1996) por ajuste de los datos experimentales.

Como no existe una interpretación cuantitativa de la DBO con la materia orgánica, algunos laboratorios propusieron una disolución sintética como estándar de medida (Rehm, 1986) cuya composición por litro se presenta en la Tabla 2.

Composición de Agua Residual Sintética	
Glucosa monohidratada	750 mg
L-Glutamato sódico monohidratado	750 mg
PO <sub>4</sub> H <sub>2</sub> K	1.12g
PO <sub>4</sub> HK <sub>2</sub>	1.06 g
SO <sub>4</sub> Mg - 7H <sub>2</sub> O	0.10 g
Cl <sub>3</sub> Fe - 6 H <sub>2</sub> O	0.02 g
Cl <sub>2</sub> Ca	0.10 g

Tabla 2. Composición de agua residual sintética

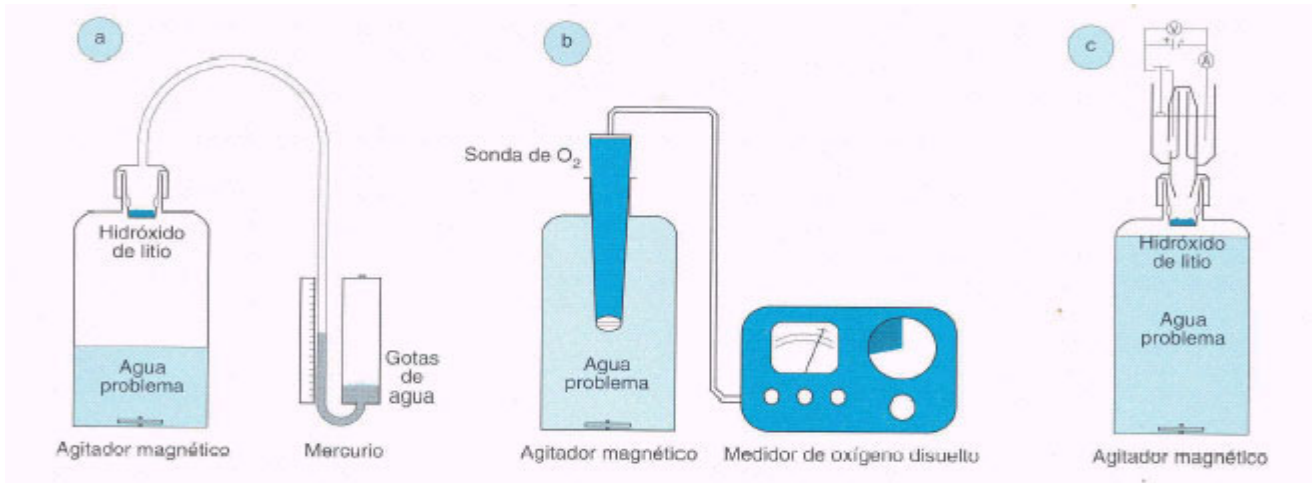


Figura 2. Dispositivos de medida de la DBO, métodos manométrico (a), medida directa con sonda (b) y electrolítico (c)

Este agua residual sintética analizada por 7 laboratorios cooperadores diferentes dio como resultado de la DBO<sub>5</sub> 848±48 mg/l.

La cinética de la reacción (A) vista desde las condiciones del análisis de la DBO (oxígeno utilizado) de aguas residuales urbanas, se suele considerar de primer grado, avalado por el análisis de los datos cinéticos obtenidos de la inmensa mayoría de las muestras de aguas residuales urbanas.

La degradación de efluentes urbanos con mezcla de aguas industriales o sólo industriales es diferente de los urbanos, por lo que el orden de la reacción de biodegrada es una incógnita más a determinar.

La expresión cinética de orden *n* para la reacción A, sobre la Demanda Bioquímica de Oxígeno del efluente problema es:

$$-\frac{dDBO}{dt} = K \cdot DBO^n \quad (1)$$

siendo:

DBO Demanda bioquímica de oxígeno del efluente (mg/l).

*d* Operador derivada.

*t* Tiempo.

*K* Constante de velocidad.

*n* Orden de reacción.

La constante de velocidad para la inmensa mayoría de las reacciones químicas sigue la ley de Arrhenius (Levenspiel, 1998):

$$K = K_0 \cdot e^{-\frac{\Delta E}{R \cdot T}} \quad (2)$$

Constante, denominada factor de frecuencia.

*e* Base de los logaritmos neperianos.

$\Delta E$  Energía de activación, cal/mol.

*R* Constante de los gases, 1.9872 cal/°K·mol.

*T* Temperatura absoluta, °K.

La ecuación de Arrhenius se simplifica en la práctica común de la Ingeniería Sanitaria (Hernández, 1998) a:

$$K = K_{20} \cdot \theta^{T_c - 20} \quad (3)$$

Con  $\theta = 1.11$  para temperaturas entre 5 y 15°C y 1.047 para temperaturas de 15 a 30°C. En esta ecuación *T<sub>c</sub>* representa la temperatura centígrada, *K<sub>20</sub>* cuantifica la biodegradabilidad aeróbica del agua residual a la temperatura de referencia de 20°.

La medida de la DBO por el método manométrico se determina tabulando las lecturas del oxígeno consumido en función del tiempo. El oxígeno utilizado por los microorganismos se mide por la disminución de la presión que hay en el espacio de cabeza de la botella de medida, relacionado con la masa de oxígeno absorbida, por la ecuación de los gases perfectos:

$$m_{O_2} = \frac{\Delta P \cdot V \cdot M}{R \cdot T} \quad (4)$$

siendo:

*m<sub>O2</sub>* Masa de oxígeno absorbida.

*AP* Caída de presión.

*V* Volumen entre el agua problema y el mercurio del manómetro.

*M* Masa molecular del Oxígeno.

La Ecuación 1 de orden *n* generalizado (Richardson, 1994) integrada conduce a:

$$DBO_n = \left( \frac{1}{DBO_i^{n-1}} + (n-1) \cdot K \cdot t \right)^{\frac{1}{1-n}} + n \neq 1 \quad (5)$$

siendo:

DBO<sub>*i*</sub> Concentración inicial de la DBO del agua problema.

La inmensa mayoría de las referencias bibliográficas de la medida de la DBO se refieren a cinéticas de primer grado, con *n=1*, la integración de-1 produce:

$$DBO_1 = DBO_i \cdot e^{-K \cdot t}, \quad n=1 \quad (6)$$

En algún caso la Ecuación 1, se ha utilizado con orden de reacción 2 (Marsh, 1972) obteniéndose por integración de 1 con  $n = 2$ :

$$DBO_2 = \frac{DBO_i}{DBO_i \cdot K \cdot t + 1}, n=2 \quad (7)$$

Durante el análisis en la botella de medida, la DBO del agua problema disminuye desde el valor inicial  $DBO_i$ , hasta anularse. La medida experimental  $y(t)$ , DBO ejercida, oxígeno absorbido, comienza en 0 y aumenta hasta un valor asintótico  $DBO_u$  (DBO última) que se corresponde con  $DBO_i$ . La medida experimental de la DBO ejercida,  $y(t)$  (Metcalf, 1998) es complementaria de la DBO con respecto a  $DBO_u$ :

$$y(t) = DBO_u - DBO \quad (8)$$

para reacciones de primer grado la Ecuación 6 se transforma en la expresión de uso más generalizado:

$$y_1(t) = DBO_u (1 - e^{-K \cdot t}), n=1 \quad (9)$$

La DBO ejercida,  $y(t)$ , para la reacción A con cinética de segundo grado es:

$$y_2(t) = \frac{DBO_u}{\frac{1}{DBO_u \cdot K \cdot t} + 1}, n=2 \quad (10)$$

Para el orden generalizando  $n$ , se obtiene:

$$y_n(t) = DBO_u \left( \frac{1}{\frac{1}{DBO_u^{n-1}} + (n-1) \cdot K \cdot t} \right)^{\frac{1}{1-n}}, n \neq 1 \quad (11)$$

El valor de  $y(5)$ , es el valor de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días, denominado  $DBO_5$ , incubado a 20°C.

Las Ecuaciones 9, 10 y 11 describen la cinética de la DBO ejercida para la reacción A, con órdenes de reacción  $1^o$ ,  $2^o$  y  $n$ .

La definición de la  $DBO_5$  para efluentes portadores de compuestos xenobióticos, cuya biodegradación está frenada durante un período inicial, ha de modificarse para conservar su importante significado como principal índice de polución de efluentes, por lo que introducimos el concepto de  $DBO_{5+1}$  (DBO ejercida en los 5+1 primeros días de desarrollo), Demanda Bioquímica de Oxígeno Equivalente a la degradación que se obtendría en 5 días, si los microorganismos presentes estuviesen aclimatados desde el inicio de la medida a la composición de la muestra a examinar, adaptación que ocurre en la misma determinación al transcurrir el tiempo.

La determinación de la DBO de efluentes con productos xenobióticos implica determinar:

- $I$  Tiempo de aclimatación.
- $n$  Orden de reacción.
- $K$  Constante de velocidad.
- $DBO_u$  DBO última.
- $DBO_{I+5}$   $DBO_5$  Equivalente.

El desarrollo de la DBO ejercida de efluentes con xenobióticos comienza con desarrollo frenado o inhibido, hasta que los microorganismos en sucesivas generaciones, van adaptándose al medio extraño y comienzan a metabolizarlo. La cinética de biodegradación descrita por la Ecuación 11, en estas circunstancias, está retrasada en el tiempo de aclimatación  $I$ , estando la DBO ejercida retrasada  $y(t-I)$  (Grady, 1996). Para su cálculo se aplica la función de transferencia de la función retraso, obtenida directamente de la definición de la transformación de Laplace (Kuo, 1994):

$$L(s) = e^{-I \cdot s} \quad (12)$$

siendo:

- $L$  Función retraso.
- $s$  Frecuencia compleja. ( $s = \sigma + i \omega$ ) [ $t^{-1}$ ].
- $I$  Tiempo de retraso.
- $e$  Base de logaritmos naturales.

La DBO ejercida retrasada en el dominio de Laplace es:

$$Y(s) = y_n(s) \cdot e^{-I \cdot s} \quad (13)$$

con:

$Y(s)$  Transformada de Laplace de la DBO ejercida retrasada.

$y_n(s)$  Transformada de Laplace de  $y_n(t)$ .

Para aplicar ecuación 13, se utiliza la expresión:

$$e^{-I \cdot s} = \lim_{N \rightarrow \infty} \left( \frac{I \cdot s}{N} + 1 \right)^{-N} \quad (14)$$

Se utiliza la aproximación  $N = 11$ , con error relativo inferior a 3 %, y se sustituye la Ecuación 14 en 13, aplicado a la Ecuación 11, y pasando del dominio complejo al dominio del tiempo, por la transformación de Laplace inversa, se obtiene la ecuación diferencial:

$$\begin{aligned} & + \frac{I^{11}}{11^{11}} \cdot \frac{d^{11}Y}{dt^{11}} + \frac{I^{10}}{11^{10}} \cdot \frac{d^{10}Y}{dt^{10}} + \frac{5I^9}{11^8} \cdot \frac{d^9Y}{dt^9} + \frac{3 \cdot 5 \cdot I^8}{11^7} \cdot \frac{d^8Y}{dt^8} \\ & + \frac{2 \cdot 3 \cdot 5 \cdot I^7}{11^6} \cdot \frac{d^7Y}{dt^7} + \frac{2 \cdot 3 \cdot 7 \cdot I^6}{11^5} \cdot \frac{d^6Y}{dt^6} + \frac{2 \cdot 3 \cdot 7 \cdot I^5}{11^4} \cdot \frac{d^5Y}{dt^5} \\ & + \frac{2 \cdot 3 \cdot 5 \cdot I^4}{11^3} \cdot \frac{d^4Y}{dt^4} + \frac{3 \cdot 5 \cdot I^3}{11^2} \cdot \frac{5 \cdot I^2}{11} \cdot \frac{d^2Y}{dt^2} + I \cdot \frac{dY}{dt} + Y = y_n(t) \end{aligned} \quad (15)$$

Siendo  $Y$  la DBO ejercida retrasada en el tiempo  $I$ :

$$Y(t) = y_n(t-I) \quad (16)$$

El orden de reacción  $n$ , el período de incubación  $I$ , la constante de velocidad  $K$  y la  $DBO_u$ , se obtienen por un proceso de ajuste de los datos experimentales a la Ecuación 15. Se procede iterativamente con parámetros cinéticos iniciales de prueba, refinándose por integración de la Ecuación 15 numéricamente por el método de Runge-Kuta de 4° orden, y minimización de las diferencias cuadráticas de los datos integrados a los datos experi-



mentales. El proceso de cálculo se realizó haciendo uso de las funciones *ode45* (iniciales de Ordinary Differential Equation) y *fmins* (minimización de funciones), de Mat-Lab (1997).

**RESULTADOS EXPERIMENTALES**

En las Figuras 3, 4 y 5 se muestran los resultados gráficos y numéricos de las muestras estudiadas.

En la Figura 3 se muestra la evolución de la DBO ejercida de una muestra procedente de una pequeña planta de reciclaje de papel, proceso que desmenuza papeles y cartones usados en agua, para formar una pasta diluida que se lamina por rodillos compresores para formar de nuevo el papel.

En este proceso no se utiliza ningún producto químico, de modo que el agua residual producida contiene únicamente los solubles de la materia prima y fibras finas de celulosa. Esta industria tenía un sedimentador final para recuperar las pérdidas de fibra, vertiendo directamente la corriente clarificada del sedimentador al río Guadalix, Madrid.

En Figura 3 se muestran las medidas experimentales, círculos con punto central, determinadas por el método manométrico. En línea continua se representa la DBO ejercida, que se obtiene por ajuste de los datos experimentales a la ecuación 15. La curva de puntos representa la DBO ejercida sin retraso, como si se desarrollase desde el inicio con microorganismos adaptados al efluente problema.

Composición de una muestra del efluente de una planta de reciclaje de papel	
pH	6.17
Conductividad	733µS/cm
DQO	755 mg/l
SS	136 mg/l
Ca <sup>2+</sup>	117 mg/l
Zn <sup>2+</sup>	0.12 mg/l
Cd <sup>2+</sup>	0.001 mg/l
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	205 mg/l
Detergentes	1.5 mg/l
Extract. Orga.	14.4 mg/l

Tabla 3

Se obtiene un orden de reacción de 1.63, un período de adaptación de 8.3 días y una constante de velocidad de 0.0035, muy inferior a la de las aguas residuales urbanas, teniendo en cuenta el orden de reacción 1.63. La  $DBO_u$  de 340 es similar a la de las aguas residuales urbanas. Se muestra la desviación cuadrática media  $D_{cm}$ , de los puntos experimentales a la curva de ajuste.

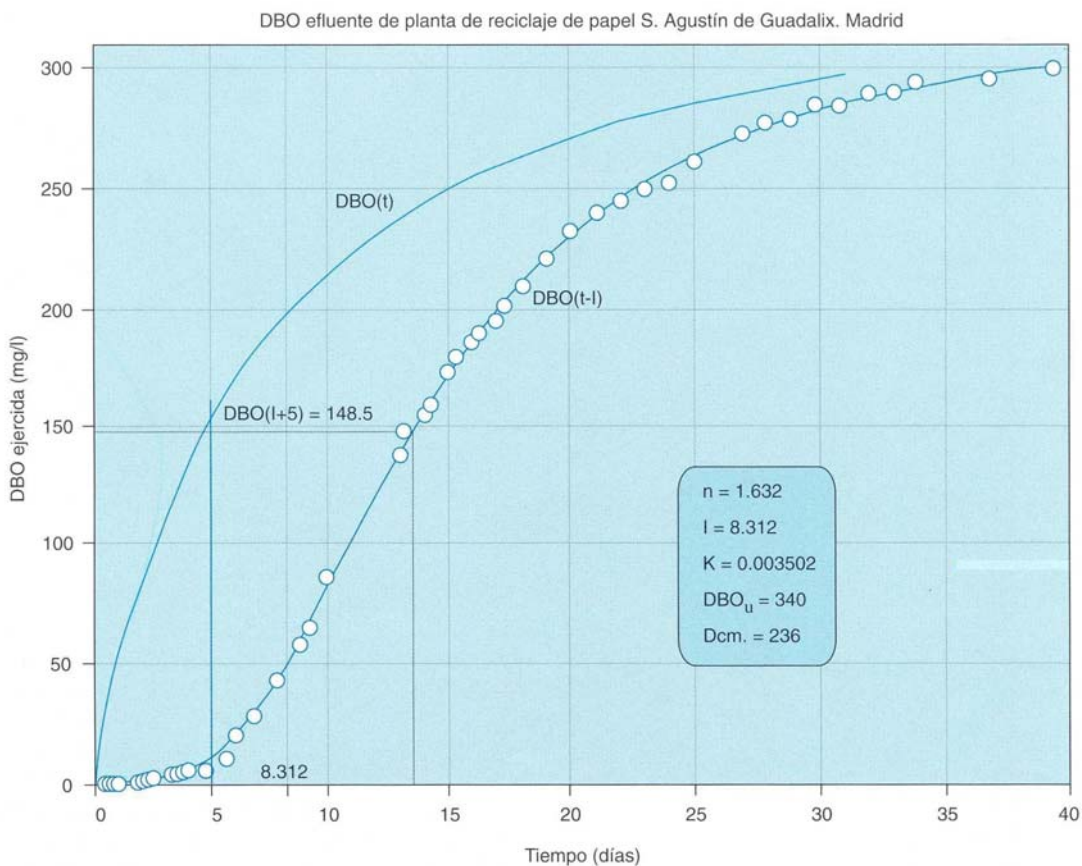


Figura 3. Evolución de la medida de la DBO ejercida y parámetros cinéticos del efluente de una fábrica de reciclaje de papel.



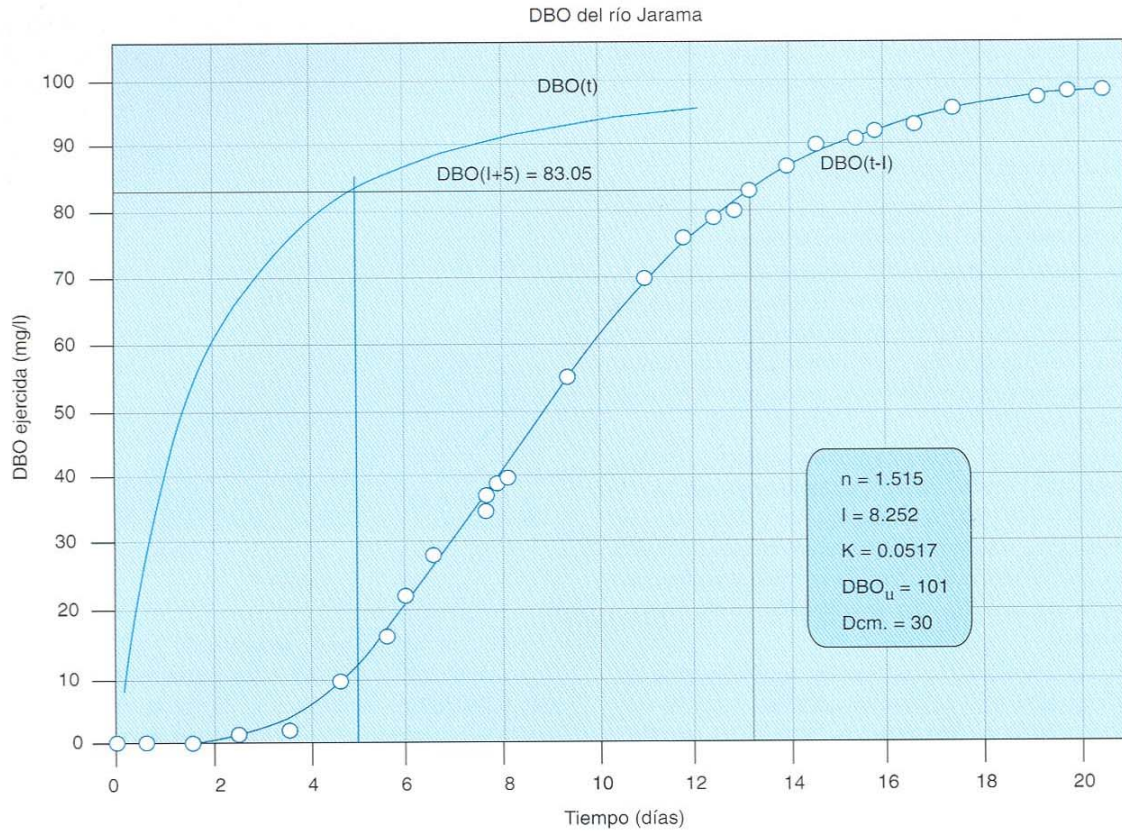


Figura 4. Evolución de la DBO del Jarama a su paso por Mejorada del Campo.

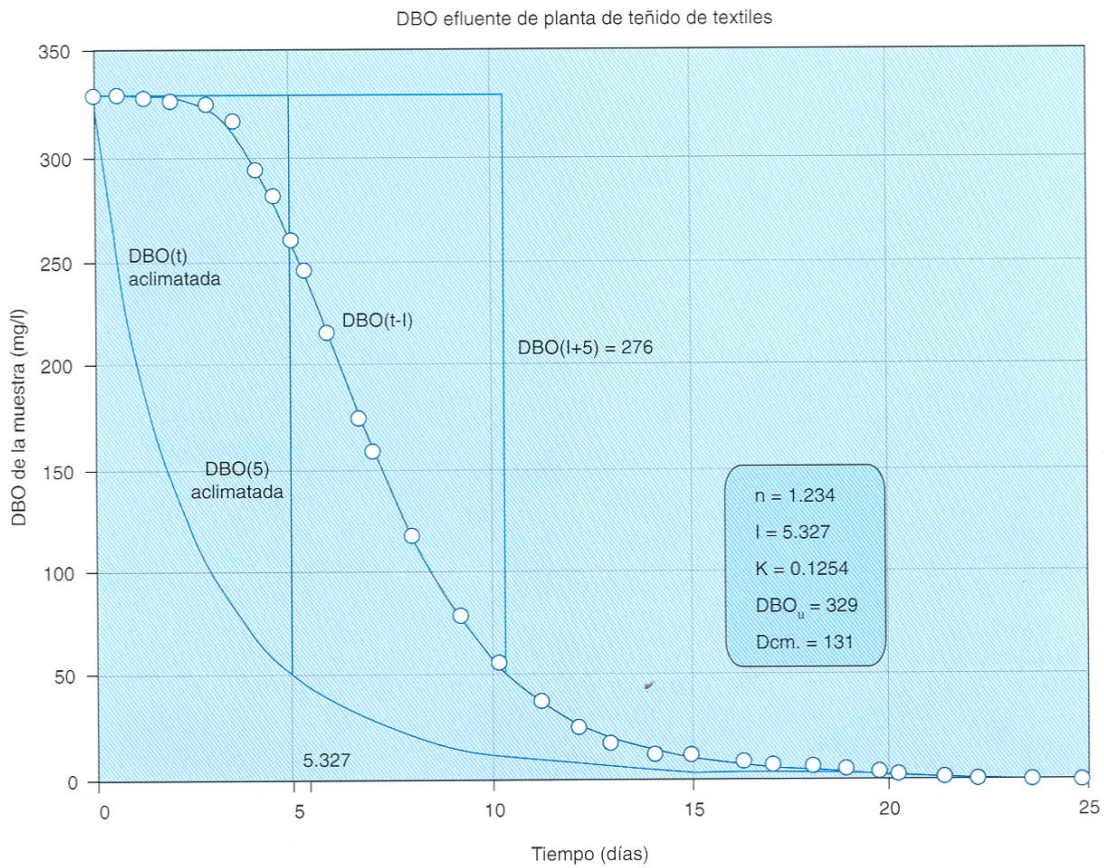


Figura 5. Evolución de la DBO del efluente de una planta de teñido de textiles

Composición de una muestra del agua del Jarama a su paso por Mejorada del Campo	
Temperatura del Agua	15° C
pH	7.35
Oxígeno disuelto	0.8 mg/l
Sólidos en Suspensión	46 mg/l
Conductividad	865 µS/cm
DQO	132 mg/l
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	212 mg/l
CO <sub>3</sub> H <sup>-</sup>	321 mg/l
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	12.7 mg/l
Ca <sup>+2</sup>	128 mg/l
Mg <sup>+2</sup>	43 mg/l

Tabla 4

La Figura 4 muestra la DBO ejercida de una muestra del agua del río Jarama, (Madrid), tomada en Mejorada del Campo, con influencia de las localidades de Barajas, Alcalá de Henares, San Fernando, y los polígonos industriales de la zona, teniendo en cuenta que todas las aguas residuales de esta zona pasan por depuradoras de aguas residuales, previo vertido al río.

Composición del efluente de una planta de teñido de productos textiles:	
Temp. del Agua	21°C
pH	11.5
Oxígeno disuelto	0.4 mg/l
Sólidos en Suspensión	149 mg/l
Conductividad	865 µS/cm
DQO	565 mg/l
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	42 mg/l
Detergentes	3.3 mg/l

Tabla 5

En la Figura 5 se presenta una muestra del efluente de una planta de teñido de productos textiles. Esta muestra se neutralizó a pH 7 para la medida de la DBO ejercida, cuya determinación experimental se realizó con un medidor de oxígeno disuelto, por lo cual la DBO de la muestra es descendente.

**CONCLUSIONES**

En este trabajo se exponen las ecuaciones y el proceso de cálculo para la obtención de los parámetros cinéticos de la DBO de aguas residuales con productos xenobióticos.

Se muestra el procedimiento de cálculo del período de aclimatación de los microorganismos al medio, la constante de velocidad de la reacción de biodegradación, el orden de la reacción, y la Demanda Bioquímica de Oxígeno última para aguas residuales cuya DBO cursa con un período inicial de desarrollo frenado.

En las aguas residuales industriales, con desarrollo inicial frenado de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, el concepto de la DBO<sub>5</sub> pierde su significado. Para mantener un parámetro de utilidad análogo, se introduce el concepto de DBO<sub>5</sub> Equivalente (Demanda Bioquímica de Oxígeno desarrollada en 5 días más el tiempo de aclimatación inicial de los microorganismos) DBO<sub>5+1</sub>, equivalente al desarrollo de la DBO<sub>5</sub> si se utilizasen inicialmente microorganismo aclimatados al efluente a tratar.

Se muestran las aplicaciones de los cálculos expuestos a las aguas residuales de una planta de reciclaje de papel, de una fábrica de teñido de productos textiles y al agua de un río en el que vierten aguas depuradas de zonas urbanas e industriales, indicándose en la Tabla 6 los parámetros cinéticos obtenidos.

	Parámetros cinéticos de muestras de efluentes		
	Río Jarama	Industrias de	Industrias de
		teñido de textiles	reciclaje de papel
I(días)	8.2	5.3	8.3
n	1.5	1.2	1.6
K	0.052	0.12	0.0035
DBO <sub>u</sub> (mg/l)	101	329	340

Tabla 6

Los valores de estos parámetros cinéticos indican estar constituidos por sustancias clasificadas como bio-resistentes, siendo los vertidos de la industria de teñidos la menos resistente, debido quizás a que sus componentes se hallen parcialmente fraccionados a causa del elevado pH de este vertido. Los ordenes de reacción de las muestras del río Jarama y de la industria de reciclaje de papel son 1.5 y 1.6, favorables para su biodegradación, pero limitado fuertemente por el bajo valor de la constante de velocidad, propio de los productos industriales que llegan al Jarama y de los finos de las fibras de celulosa del vertido de la industria del papel.

La metodología de cálculo aquí expuesta puede ser una propuesta de estándar de cálculo de la Demanda Bioquímica de Oxígeno de efluentes, que contienen productos cuya biodegradación necesita un período inicial de adaptación de los microorganismos a las sustancias extrañas del efluente.

**REFERENCIAS**

- AENOR (1997) Calidad del Agua. AENOR N. A. Madrid.
- AFNOR (1990) Eaux Méthodes d'Essais. 40 Ed. AFNOR. Paris la Défense.
- APHA (1994) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Edition.
- Ellis, T. G., Barbeau D. S. (1996) *Respirometric technique for determination of extant kinetic parameters describing biodegradation*. Water Environ. Res. 68, 5. 917-926
- Grady, C. P. L. Jr., Smets B. F., Barbeau D. S. (1996) *Variability in Parameter Estimates: a Review of Possible Causes and Proposed Terminology*. Wat. Res. 30, 3 742-748.
- Hernández, A. (1998). Depuración de Aguas Residuales. Colección Seignor, Col. de Ing.C.C.P. Madrid.
- Horan, N. J. (1990) Biological Wastewater Treatment Systems. John Wiley & Sons. Chichester.
- Jenkins, D. (1960) *The use of manometric methods in the study of sewage and trade wastes*. Waste Treatment. Pergamon Press, Oxford.
- Kuo, B. J., Hanselman, D.C. (1994) Matlab Tools for Control System Analysis and Design. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Levenspiel, O. (1998) Chemical Reaction Engineering. 3rd. John Wiley & Sons. New York.
- Marshe, O. M., Polkowski, L.B. (1972) *Evaluation of methods for estimating Biochemical Oxygen Demand parameters*. J. Water Process Control Federation. 44. 10, 1987.
- MatLab (1997) The Math Works Inc. Cochituate Place, 24 Prime Park Way. Natick, Mass. 01760 U. S. A.
- Metcalf & Eddy. (1998) Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, Vertido y Reutilización. McGraw-Hill Interamericana de España, S.A. Madrid.
- Minear, Roger A., Lawrence H. Keith. (1984) Water Analysis. Volume III. Organic Species. Academic Press.
- Mortlock, R. P. (1982) Annu.Rev. Microbiol. 36, 259-284.
- Rehm, H. J., G. Reed. (1986) *Biotechnology. Volume 8. Microbial Degradations*. Edit. VCH. Weinheim.
- Richardson J.F., Peacock D.G. (1994) *Chemical Engineering, Volume 3, Chemical & Biochemical Reactors & Process Control*. Pergamon. Elsevier Science.
- Sang Eun Lee and Yoon Soo Suh (1995) *Biochemical Characterization of Wastewater by Electrolytic Respirometer*. Wat. Sci. Tech. 31, 9, 91 -100.
- Spanjers H., P. Vanrollenghem. (1995) *Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge*. Wat. Sci. Tech. 31,2, 105-114.
- Temminik H., Vanrolleghem, P.,Klapwijk A. and Verstraete W. (1993) *Biological early warning systems for toxicity based on activated sludge respirometry*. Wat. Sci. Tech. (28) 11/12,415-425.
- Williams, C. L., Banerjee, S. (1997). *In-situ measurement of local biodegradation during secondary treatment: Application to bleached pulp mill chloroorganics*. Environ. Sci. Technol. 31,3,710-716.
- Young, J. C., Baumann E. R. (1972). Demonstration of Electrolysis Method for Measuring BOD. Final Report USY-ERI-AMES-72153, US, EPA.